

# Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec

## Review of ecological impacts of forest fires and harvesting on lakes of the boreal ecozone in Québec

B. Pinel-Alloul, D. Planas, R. Carignan et P. Magnan

Volume 15, numéro 1, 2002

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705460ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705460ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Pinel-Alloul, B., Planas, D., Carignan, R. & Magnan, P. (2002). Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15(1), 371–395. <https://doi.org/10.7202/705460ar>

### Résumé de l'article

Cet article présente une première synthèse comparative des impacts des feux et des coupes forestières sur la qualité des eaux et les communautés aquatiques des lacs de l'écozone boréale de l'est du Canada. La recherche a été réalisée de 1996 à 1998 dans le cadre d'un projet du Réseau de centre d'excellence sur la gestion durable des forêts (RCE-GDF) et porte sur 38 lacs du Bouclier Canadien du Québec. Les changements dans la qualité de l'eau ainsi que dans la diversité, la biomasse et la structure des communautés de plancton et de poissons ont été suivis pendant trois ans dans 20 lacs dont les bassins versants étaient non perturbés, dans 9 lacs qui avaient subi des coupes forestières et dans 9 lacs qui avaient subi des feux de forêt.

Notre étude montre que les feux et les coupes ont des impacts significatifs qui diffèrent selon le type de perturbation. En général, les lacs affectés par les coupes et les feux ont des concentrations de phosphore 2 à 3 fois plus élevées que les lacs de référence. Toutefois, les lacs affectés par les feux montrent des concentrations en nitrates beaucoup plus élevées tandis que les lacs affectés par les coupes sont moins transparents et ont des eaux plus colorées, très riches en carbone organique dissous. Les feux et les coupes affectent aussi de façon différente la minéralisation des eaux et les concentrations des ions majeurs. Les feux et les coupes n'ont pas d'effet sur la biodiversité des communautés planctoniques, sauf dans les lacs ayant un grand bassin versant et plus de 40 % de perturbation. Aucune différence n'a été observée entre les lacs de référence et les lacs perturbés au niveau de l'occurrence, l'abondance et la croissance des espèces de poissons. En revanche, les feux et les coupes affectent la production et la structure des communautés aquatiques. Dans les lacs affectés par les feux, l'enrichissement en azote et phosphore provoque une hausse de la concentration en chlorophylle a, et de la biomasse du phytoplancton et du limnoplankton (seston > 53 µm), en particulier des diatomées, des rotifères et des gros crustacés, pendant deux à trois années après les feux. En revanche, dans les lacs affectés par les coupes, l'enrichissement en phosphore n'entraîne qu'une augmentation très faible et limitée à un an de la biomasse des algues et pas de changement dans les biomasses du limnoplankton, en raison de la forte couleur et de la transparence réduite des eaux, qui limite la production biologique. Les coupes ont un impact négatif sur les copépodes calanoides, un groupe de zooplancton caractéristique des lacs oligotrophes et transparents. Une diminution significative de la proportion des individus de petite taille a été observée chez les populations de perchaude et de meunier noir des lacs perturbés (lacs de coupe et de feux formant un seul groupe). Les impacts observés dans la qualité des eaux et la production du plancton augmentent avec l'importance relative des perturbations au niveau du bassin versant. Cependant, la variabilité dans les caractéristiques des bassins versants et des lacs, en particulier le rapport de drainage et le temps de résidence des eaux, a des effets confondants sur les réponses des écosystèmes lacustres aux perturbations par les feux et les coupes.

# Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec

Review of ecological impacts of forest fires and harvesting on lakes of the boreal ecozone in Québec

B. PINEL-ALLOUL<sup>1</sup>\*, D. PLANAS<sup>2</sup>, R. CARIGNAN<sup>1</sup>, P. MAGNAN<sup>3</sup>

---

## SUMMARY

This paper presents a comparative review on ecological impacts of wildfires and harvesting on water quality and aquatic community attributes of boreal lakes in eastern Canada. This project was carried out from 1996 to 1998, as part of the research program of the Sustainable Forest Management Network Centre of Excellence (NCE-SFM), on 38 lakes of the Boreal Canadian Shield (Québec, Canada). Changes in water quality, and in diversity, biomass and community structure of pelagic plankton and fish populations were monitored for 3 years in 20 reference lakes, 9 cut lakes and 9 burnt lakes.

Our study shows that wildfires and logging have significant impacts on water quality as well as primary and secondary producers in boreal lakes. However, fire and logging does not have similar impacts. In general, cut and burnt lakes showed higher concentrations of total phosphorus (TP: 2-3 folds) than reference lakes. However nitrates concentrations ( $\text{NO}_3^-$ ) were higher in burnt lakes than in reference and cut lakes, whereas dissolved organic carbon (DOC), light extinction coefficient ( $\epsilon$  PAR) and water colour were higher in cut lakes than in reference lakes, burnt lakes showing intermediate values. Wildfire and logging also affect ionic composition of lake water. Both burnt and cut lakes had higher concentrations of potassium ( $\text{K}^+$ ), chloride ( $\text{Cl}^-$ ) and calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) than reference lakes, while sulphates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) and magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) increased only in burnt lakes. The observed increases in organic and

- 
1. GRIL, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, CP 6128, succ. Centre ville, Montréal, Qué. H3C 3J7, Canada.
  2. Département de sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, CP 8888, succ. A. Montréal, Qué. H3C 3P8, Canada.
  3. Département de chimie-biologie, Université du Québec à Trois-Rivières. CP 500. Trois-Rivières, Québec G9A 5H7, Canada.

\* Correspondance : E-mail : pinelb@ere.umontreal.ca

Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mars 2003.

mineral elements reflect their export from the watershed and were related to the drainage ratio. As mobile ions are rapidly flushed from the perturbed watersheds, ionic water composition returned to normal levels within three years after the perturbation. In contrast, some changes in water quality (P and N enrichment in perturbed lakes; DOC increase in cut lakes) seems to be on longer term and might have a more important effect on limnological features of lakes such as thermal stratification, mixed and euphotic depth, plankton biomass and bioaccumulation of mercury in zooplankton and fish.

Wildfires and logging do not have significant impacts on species richness of planktonic communities, except for lakes with large drainage basins and those where the perturbation was higher than 40% of the watershed area. However, wildfires and logging affect biomass of plankton communities. In burnt lakes, the nutrient enrichment induced important increases in Chl. *a* concentration and phytoplankton biomass, and a small increase in limnoplankton biomass (siston > 53 µm). Diatoms, rotifers and large crustaceans showed significant increases. In burnt lakes, increases in phytoplankton were observed during the three years of the survey and were highest in the first 2 years after fires. Limnoplankton increases lasted only 2 years and were highest the second year after fires. In cut lakes, nutrient enrichment was not reflected in a proportional increase in plankton production due to increase in DOC concentrations and lake water colour that reduced water transparency. Phytoplankton slightly increased only the first year after logging and no increase was observed for limnoplankton and zooplankton. Logging negatively affect calanoids, a zooplankton group characteristic of clear and oligotrophic lakes. No significant differences were observed in the occurrence, abundance and growth of fish populations among reference and perturbed lakes. However, the proportion of small yellow perch and white sucker were significantly lower in populations of impacted lakes (burned and logged lakes pooled). In most cases, impacts on water quality and plankton communities were related to the intensity of fire or logging, when expressed as the percent area of watershed harvested or burnt divided by the lake surface or volume. Simple models may then be developed and help to predict the effect of harvesting practices on lake ecosystems. However, environmental variation in watershed and lakes characteristics, especially drainage ratio and lake water residence time, are important confounding factors in the responses of lakes to watershed perturbations by fire or logging. Lakes with drainage ratio > 4 and with more of 30% of their watershed perturbed are the most sensitive to fire and logging. These factors should be considered when developing lake management models in the boreal forest impacted by fire and logging.

**Key-words:** lakes, boreal, forest, Quebec, wildfires, harvesting, water quality, biota.

## RÉSUMÉ

Cet article présente une première synthèse comparative des impacts des feux et des coupes forestières sur la qualité des eaux et les communautés aquatiques des lacs de l'écozone boréale de l'est du Canada. La recherche a été réalisée de 1996 à 1998 dans le cadre d'un projet du Réseau de centre d'excellence sur la gestion durable des forêts (RCE-GDF) et porte sur 38 lacs du Bouclier Canadien du Québec. Les changements dans la qualité de l'eau ainsi que dans la diversité, la biomasse et la structure des communautés de plancton et de poissons ont été suivis pendant trois ans dans 20 lacs dont les bassins versants étaient non perturbés, dans 9 lacs qui avaient subi des coupes forestières et dans 9 lacs qui avaient subi des feux de forêt.

Notre étude montre que les feux et les coupes ont des impacts significatifs qui diffèrent selon le type de perturbation. En général, les lacs affectés par les coupes et les feux ont des concentrations de phosphore 2 à 3 fois plus élevées

que les lacs de référence. Toutefois, les lacs affectés par les feux montrent des concentrations en nitrates beaucoup plus élevées tandis que les lacs affectés par les coupes sont moins transparents et ont des eaux plus colorées, très riches en carbone organique dissous. Les feux et les coupes affectent aussi de façon différente la minéralisation des eaux et les concentrations des ions majeurs. Les feux et les coupes n'ont pas d'effet sur la biodiversité des communautés planctoniques, sauf dans les lacs ayant un grand bassin versant et plus de 40 % de perturbation. Aucune différence n'a été observée entre les lacs de référence et les lacs perturbés au niveau de l'occurrence, l'abondance et la croissance des espèces de poissons. En revanche, les feux et les coupes affectent la production et la structure des communautés aquatiques. Dans les lacs affectés par les feux, l'enrichissement en azote et phosphore provoque une hausse de la concentration en chlorophylle *a*, et de la biomasse du phytoplancton et du limnoplankton (seston > 53 µm), en particulier des diatomées, des rotifères et des gros crustacés, pendant deux à trois années après les feux. En revanche, dans les lacs affectés par les coupes, l'enrichissement en phosphore n'entraîne qu'une augmentation très faible et limitée à un an de la biomasse des algues et pas de changement dans les biomasses du limnoplankton, en raison de la forte couleur et de la transparence réduite des eaux, qui limite la production biologique. Les coupes ont un impact négatif sur les copépodes calanoides, un groupe de zooplancton caractéristique des lacs oligotrophes et transparents. Une diminution significative de la proportion des individus de petite taille a été observée chez les populations de perchaude et de meunier noir des lacs perturbés (lacs de coupe et de feux formant un seul groupe). Les impacts observés dans la qualité des eaux et la production du plancton augmentent avec l'importance relative des perturbations au niveau du bassin versant. Cependant, la variabilité dans les caractéristiques des bassins versants et des lacs, en particulier le rapport de drainage et le temps de résidence des eaux, a des effets confondants sur les réponses des écosystèmes lacustres aux perturbations par les feux et les coupes.

**Mots clés :** lacs, forêt boréale, Québec, feux, coupes forestières, qualité des eaux, biota.

## 1 – INTRODUCTION

La gestion durable de la forêt boréale doit se baser sur une bonne connaissance des impacts écologiques des perturbations naturelles par les feux sauvages ou les épidémies d'insectes et des activités humaines reliées à l'exploitation forestière, tant sur les écosystèmes terrestres qu'aquatiques. Au Canada, on retrouve 10 % des forêts du monde et 40 % de la forêt boréale mondiale. Les feux sauvages provoqués par la foudre et les coupes à blanc, qui sont les perturbations majeures de la forêt boréale, dénudent chaque année plus de 10 000 km<sup>2</sup> du territoire forestier (FORESTRY CANADA, 1991 ; DANSEREAU et BERGERON, 1993 ; NATURAL RESOURCES CANADA, 1996). Depuis dix ans, une nouvelle perspective scientifique a été proposée en écologie forestière et en foresterie. On considère actuellement que les feux sont une perturbation naturelle essentielle pour le renouvellement et la croissance des forêts et que les pratiques de coupe devraient simuler les effets des feux afin d'assurer le développement durable de la forêt boréale (HUNTER, 1993). Toutefois, cette nouvelle perspective se base uniquement sur les réponses des écosystèmes forestiers

aux feux de forêt, mais n'a pas pris en considération les écosystèmes aquatiques, une composante importante des paysages forestiers de l'écozone boréale au Canada.

Au Québec, on compte près d'un million de lacs dans la forêt boréale. Ils constituent des habitats fauniques importants au niveau du patrimoine naturel et des ressources économiques. Au cours des deux dernières décennies, les réponses des écosystèmes lacustres aux perturbations par l'acidification, l'eutrophisation, l'augmentation de la radiation UV et les changements du climat ont été bien étudiées (SCHINDLER, 1998). En revanche, très peu de recherche a porté attention aux effets des feux et des coupes forestières sur les écosystèmes lacustres (WRIGHT, 1976 ; RASK *et al.*, 1993, 1998). Récemment, une première étude comparative à grande échelle des impacts des feux et des coupes sur la qualité des eaux et les communautés aquatiques des lacs de l'écozone boréale de l'est du Canada a été réalisée de 1996 à 1998 dans le cadre d'un projet du Réseau de centre d'excellence sur la gestion durable des forêts (RCE-GDF) (CARIGNAN et STEEDMAN, 2000).

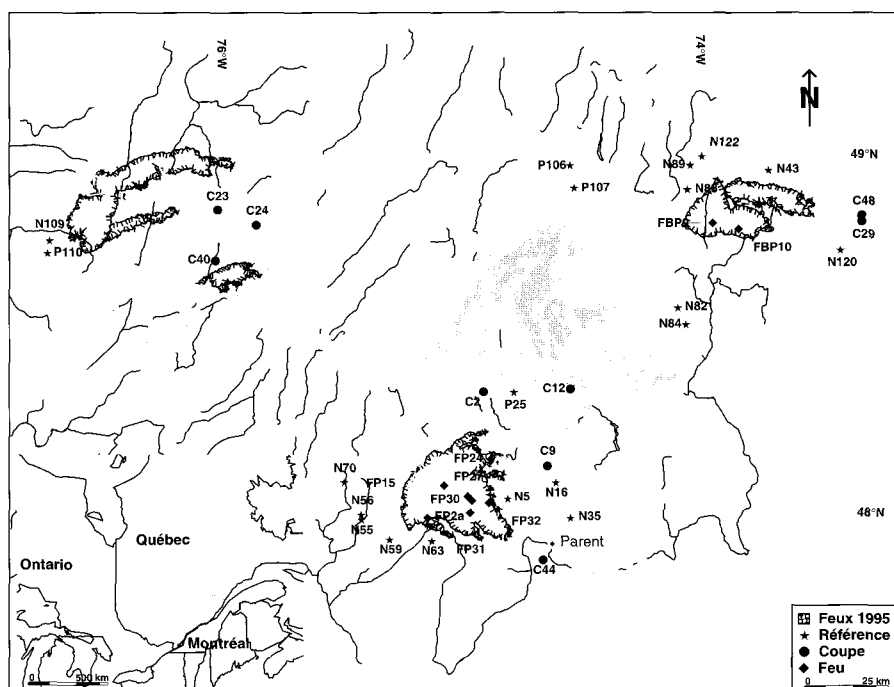
Nous présentons ici un article de synthèse sur les impacts écologiques des feux et des coupes forestières observés lors de cette étude comparative portant sur 38 lacs de l'écozone boréale du Québec, dont 18 lacs avaient subi en 1995 des feux importants ou des coupes d'intensité variable sur leurs bassins versants. Les objectifs de base du programme de recherche étaient :

- 1) d'évaluer et de comparer les effets des feux et des coupes ;
- 2) de déterminer l'impact de ces perturbations sur la qualité des eaux, en particulier les concentrations en nutriments, en carbone organique dissous, et en ions majeurs ;
- 3) de déterminer si les impacts observés dans la qualité des eaux étaient associés à des changements dans la diversité, la biomasse et la structure des communautés aquatiques (phytoplancton, zooplancton et poissons) dans les lacs perturbés, relativement aux lacs naturels ;
- 4) d'évaluer si les changements observés étaient reliés au pourcentage de perturbation par les feux ou les coupes sur les bassins versants.

Dans le cadre de cette synthèse, les impacts des feux et des coupes observés dans les lacs de la forêt boréale du Québec sont comparés à ceux rapportés dans d'autres études comparatives, expérimentales ou paléolimnologiques réalisées récemment sur les lacs et les cours d'eau de la forêt boréale au Canada ou en Finlande.

## 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les lacs se situent sur un territoire de 30 000 km<sup>2</sup> en Haute-Mauricie dans l'écozone boréale du Québec (48°50'N ; 75°00'W) (*figure 1*). Sur ce territoire, les compagnies forestières ont effectué en 1995 des coupes à blanc sur environ 10 000 ha par sections de 5 à 50 ha en maintenant une bordure tampon de forêt de 20 m en lisière des lacs et des cours d'eau. Par ailleurs, les feux natu-



**Figure 1** Localisation des lacs à l'étude.

Les lettres N et P réfèrent aux lacs de référence (étoiles), la lettre C réfère aux « lacs de coupe » (cercles), et les lettres FP et FBP aux lacs de feux (losanges). Les surfaces hachurées correspondent aux zones de feux en 1995.

*Location of study lakes.*

*Letters N and P refer to reference lakes (stars), letter C to cut lakes (circles), and letters FP and FBP to burnt lakes (diamonds). Hatched area refer to fire zones in 1995.*

rels provoqués par la foudre y ont ravagé 105 000 ha, principalement dans la zone de feux de Parent (64 543 ha) au Nord-Ouest et celle de Belle Plage (40 602 ha) au Nord-Est de la zone d'étude. Vingt lacs naturels n'ayant pas subi de coupe ou de feu sur leur bassin versant depuis plus de 70 ans ont été choisis comme lacs de référence (lacs N et P) (figure 1). Parmi eux, 4 lacs (P) ont cependant subi des coupes sur 5 à 24 % de leur bassin versant au cours de la période d'étude. Neuf lacs (FP et FBP) choisis dans les secteurs ravagés par les feux avaient 50 à 100 % de la surface de leur bassin versant brûlés (tableau 1). Neuf lacs (C) choisis dans les secteurs de coupe avaient 8 à 73 % de la surface de leur bassin versant déboisés (tableau 1). Ces lacs étaient en majorité des lacs de tête ou de premier ordre. Une description détaillée des critères de sélection des lacs et des caractéristiques du territoire d'étude a été présentée par CARIGNAN *et al.* (2000).

Les lacs ont été visités à trois reprises (mai ou début juin, mi-juillet et début septembre) de 1996 à 1998, soit les trois premières années après les perturbations. La morphométrie des lacs a été établie à l'aide de photos aériennes et par échosondage. Les caractéristiques des bassins versants ont été définies à partir de cartes topographiques (1:20 000) numérisées avec Arc/Info ESRI

**Tableau 1** Caractéristiques des bassins versants, morphométrie des lacs et pourcentage de perturbation pour les différents groupes de lacs (référence = N et P, coupe = C et feu = FP et FBP) (moyennes et valeurs extrêmes). Les 4 lacs de référence (P) ayant subi des coupes partielles sur leur bassin versant au cours de la période d'étude sont mis dans un groupe à part des autres lacs de référence. Modifié d'après CARIGNAN et al. (2000).

**Table 1** Watershed characteristics, lake morphometry and percentage of perturbation in the different groups of lakes (reference = N et P, cut = C and fire = FP and FBP) (means and extreme values). The 4 reference lakes (P) which underwent partial watershed logging during the study period are put in one group aside the other reference lakes. Modified from CARIGNAN et al. (2000).

Caractéristiques	Référence (N = 16)		Référence (P = 4)		Coupés (C = 9)		Brûlés (FP + FBP = 9)	
Aire du bassin versant (AB = AD + $\Sigma$ AL, km <sup>2</sup> )	2,46	(0,61-4,81)	3,30	(1,76-5,64)	4,6	(0,9-12,87)	5,55	(0,75-21,75)
Aire de drainage (AD, km <sup>2</sup> )	2,01	(0,45-4,46)	2,77	(1,32-4,82)	3,44	(0,59-10,28)	4,93	(0,57-19,72)
Rapport de drainage (RD = AD/AL)	5,17	(2,33-15,38)	4,99	(2,97-6,54)	6,75	(1,96-13,18)	7,14	(2,51-11,64)
Pente du bassin versant (PB, degrés)	6,37	(4,0-9,4)	6,9	(5,2-8,9)	5,3	(3,3-10,9)	6,7	(4,4-10,0)
Aire du lac (AL, km <sup>2</sup> )	0,43	(0,15-0,81)	0,50	(0,33-0,81)	0,56	(0,18-2,31)	0,40	(0,17-0,64)
Volume du lac (VOL, km <sup>3</sup> )	1,97	(0,47-4,51)	2,91	(1,62-4,17)	2,28	(0,66-8,48)	2,60	(0,79-6,63)
Profondeur moyenne (Zmoy, m)	4,3	(2,1-8,5)	5,6	(4,6-8,8)	5,7	(4,6-8,9)	5,8	(4,2-10,0)
Profondeur maximale (Zmax, m)	12	(7-21)	14	(10-23)	14	(5-30)	17	(10-34)
Temps de résidence des eaux (TR, an)	1,64	(0,32-4,00)	1,75	(1,29-2,09)	1,31	(0,44-3,22)	1,59	(0,32-5,58)
Aire brûlée (FEU, km <sup>2</sup> )	0		0		0		4,64	(0,58-19,51)
Aire coupée (COUPE, km <sup>2</sup> )	0		0,46	(0,20-1,04)	1,70	(0,11-7,52)	0	
% de brûlé sur le bassin versant (% FEU)	0		0		0		91,3	(50,1-100,0)
% de coupe sur le bassin versant (% COUPE)	0		17,4	(5,9-24)	47,0	(8,5-73,2)	0	

(CARNIGAN *et al.*, 2000). Les principales caractéristiques des lacs et de leurs bassins versants pour chaque groupe de lacs sont présentées dans le *tableau 1*. L'échantillonnage de l'eau et du plancton a été fait par hydravion durant une période de 5-6 jours à chacune des 3 périodes d'échantillonnage. La transparence de l'eau au disque de Secchi, l'extinction de la lumière ( $\epsilon$  PAR : 400-700 nm) et les profils de température et d'oxygène dissous ont été mesurés dans la zone profonde des lacs. Des échantillons d'eau intégrés sur la zone euphotique ( $> 1\%$  de lumière PAR incidente  $\approx 2-5$  m) ont été récoltés en duplicatas ou triplicatas pour l'analyse des variables chimiques et du phytoplancton. Pour évaluer la qualité des eaux, les échantillons d'eau ont été filtrés si nécessaire et gardés au froid à  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ , pour analyser le pH, l'alcalinité, et les concentrations des éléments nutritifs (PT, NT,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , COD) et des ions majeurs ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$ ). Les méthodes d'analyses physico-chimiques sont décrites en détail par CARNIGAN *et al.* (2000).

Pour le phytoplancton, les concentrations de chlorophylle *a* (Chl. *a* :  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ont été déterminées par spectrophotométrie après filtration des échantillons d'eau (750-1 000 mL) et extraction à l'éthanol chaud. L'analyse de la biomasse et de la composition du phytoplancton a été faite au microscope inversé sur une partie de l'échantillon d'eau fixée au Lugol selon la méthode Utermöhl. La structure des communautés de phytoplancton a été décrite en estimant la richesse en espèces et les biomasses ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) des espèces dans les groupes taxinomiques (Cyanobacteria, Cryptophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae) et les classes de taille (pico- :  $< 2\text{ }\mu\text{m}$  ; nano- :  $2-20\text{ }\mu\text{m}$  ; micro- :  $> 20\text{ }\mu\text{m}$ ). Les descriptions complètes des méthodes d'analyse du phytoplancton sont présentées par PLANAS *et al.* (1999, 2000a).

Le zooplancton a été échantillonné sur toute la colonne d'eau par halage vertical avec un filet à contrelevier de  $53\text{ }\mu\text{m}$  d'ouverture de maille. La structure des communautés de zooplancton a été décrite par la richesse en espèces et la biomasse des espèces ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$  poids sec) des groupes taxinomiques (Cladocera, Calanoida, Cyclopoida, Rotifera). De plus, les biomasses en carbone ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , poids sec sans cendres) de limnoplankton (seston  $> 53\text{ }\mu\text{m}$ ) dans 4 classes de taille représentant différentes guildes d'organismes ( $53-100\text{ }\mu\text{m}$  : algues et petits rotifères ;  $100-200\text{ }\mu\text{m}$  : rotifères et nauplies ;  $200-500\text{ }\mu\text{m}$  : petits cladocères et copépodites ;  $> 500\text{ }\mu\text{m}$  : gros cladocères, cyclopoïdes et calanoïdes adultes) ont été estimées par filtration séquentielle sur filets Nitex ( $53$ ,  $100$ ,  $200$  et  $500\text{ }\mu\text{m}$ ), après récupération des résidus des filets sur filtres GF/A ( $45\text{ mm}$ ) et pesée des poids secs ( $40-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $18\text{ h}$ ) et des cendres après combustion ( $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $18\text{ h}$ ). Les descriptions complètes des méthodes d'analyse du zooplancton et du limnoplankton sont présentées par PATOINE *et al.* (2000) et PINEL-ALLOUL *et al.* (2000).

Les populations de poissons ont été échantillonnées lors de plusieurs campagnes de terrain entre juin et août 1996 et 1997. Les poissons ont été capturés avec des filets expérimentaux comprenant 9 panneaux de grandeur de maille croissante ( $20$  à  $100\text{ mm}$ , étirées). L'effort de pêche a varié selon la taille des lacs d'un minimum de 6 filets par nuit dans les lacs de surface  $< 50\text{ ha}$  à un maximum de 12 filets par nuit dans les lacs de surface  $> 150\text{ ha}$ . Les poissons étaient identifiés à l'espèce, mesurés et pesés. Les espèces ont été classées selon leur occurrence et leur abondance (capture par unité d'effort : CPUE) (*tableau 2*). Des structures osseuses des espèces dominantes ont été



**Tableau 2** Abondance (capture par unité d'effort : CPUE ; moyenne  $\pm$  erreur type) et occurrence (nombre de lacs) des principales espèces de poissons pour les trois groupes de lacs (référence = N et P, coupe = C et feu = FP et FBP). Les espèces ont été placées selon leur ordre d'occurrence dans les lacs de référence (modifié d'après SAINT-ONGE et MAGNAN, 2000).

**Table 2** Abundance (catch per unit of effort: CPUE; mean  $\pm$  standard error) and occurrence (number of lakes) of principal fish species in the three groups of lakes (reference = N et P, cut = C et fire = FP et FBP). Species were listed according their occurrence rank in reference lakes (modified from SAINT-ONGE and MAGNAN, 2000).

Espèces*		Référence (N + P = 20)		Coupés (C = 9)		Brûlés (FP + FBP = 9)	
		CPUE	Occurrence	CPUE	Occurrence	CPUE	Occurrence
Meunier noir	( <i>Catostomus commersoni</i> )	10,2 $\pm$ 12,0	18	8,4 $\pm$ 9,9	6	3,6 $\pm$ 2,9	7
Grand brochet	( <i>Exos lucius</i> )	2,0 $\pm$ 1,5	13	1,9 $\pm$ 1,2	7	2,6 $\pm$ 0,8	7
Perchaude	( <i>Perca flavescens</i> )	23,4 $\pm$ 35,9	12	11,7 $\pm$ 9,2	7	9,6 $\pm$ 4,6	6
Grand corégone	( <i>Coregonus clupeaformis</i> )	10,3 $\pm$ 5,6	4	6,4 $\pm$ 7,0	3	5,5 $\pm$ 8,4	4
Ouitouche	( <i>Semotilus corporalis</i> )	5,5 $\pm$ 6,1	4	1,4 $\pm$ 0,6	4	1,9 $\pm$ 2,6	2
Omble de fontaine	( <i>Salvelinus fontinalis</i> )	5,5 $\pm$ 6,9	4	5,8 $\pm$ 7,7	2	25,8	1
Doré jaune	( <i>Stizostedion vitreum</i> )	9,4 $\pm$ 4,6	4	7,1 $\pm$ 0,1	2	6,9 $\pm$ 3,8	3
Lote	( <i>Lota lota</i> )	0,2 $\pm$ 0,1	3	0,3 $\pm$ 0,1	3	0,8	1

\* 14 autres espèces ont été trouvées avec des occurrences variant de 0 à 4 selon les groupes de lacs.

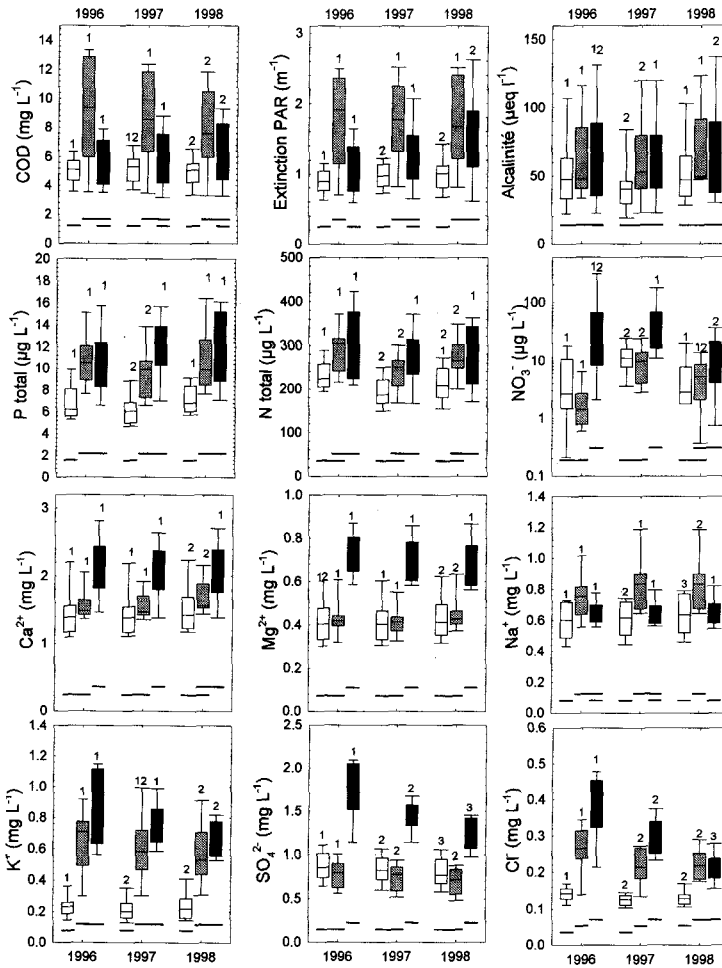
conservées pour les estimations d'âge. Les détails sur la capture et l'analyse des populations de poissons sont fournis par SAINT-ONGE et MAGNAN (2000).

Des analyses de variance à mesures répétées (RM-ANOVA) ou à un critère de classification (ANOVA) ont été appliquées pour tester les différences dans les variables physicochimiques et biologiques entre les trois groupes de lacs (référence, coupe, feu) et entre les années pour chacun des types de lacs. Des analyses de corrélation de Pearson et des analyses de régression simple et multiple ont servi à évaluer si les changements observés dans la qualité de l'eau et dans les attributs des communautés aquatiques étaient reliés aux niveaux de perturbation du bassin versant ou aux variations inter-lacs des facteurs environnementaux. Toutes les analyses statistiques ont été faites sur les données transformées ( $\log_{10}$ ) à l'aide des programmes SAS version 6.12 ou 6.14, SYSTAT version 8 et JUMP version 3.2.5.

### 3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

#### 3.1 Qualité des eaux

Les feux et les coupes de forêt ont eu un impact significatif sur la qualité de l'eau des lacs de l'écozone boréale du Québec. Toutes les variables physicochimiques à l'exception de l'alcalinité (aussi pH : données non présentées) diffèrent dans au moins un des deux types de lacs perturbés, relativement aux lacs de référence (RM-ANOVA,  $P \leq 0.05$ ) (figure 2). Toutefois, les impacts des feux et des coupes de forêt sur la qualité des eaux des lacs ne sont pas identiques. Les deux perturbations entraînent une augmentation de P total et N total dans les lacs, les plus fortes hausses étant notées dans les « lacs de feu ». Cependant, les feux produisent une forte hausse de  $\text{NO}_3^-$ , du moins en 1996 et 1997, tandis que la coupe forestière n'a pas d'effet sur les concentrations de  $\text{NO}_3^-$ , relativement aux lacs de référence. Un point important à souligner est l'impact des coupes forestières sur les niveaux de COD, la couleur de l'eau, et le coefficient d'extinction de la lumière, ces trois variables étant étroitement reliées. Ainsi, l'extinction PAR et le COD sont 2-3 fois plus élevés dans les « lacs de coupe » que dans les « lacs de feu » et les lacs de référence. D'après CARIGNAN *et al.* (2000), les concentrations de COD dans les « lacs de coupe » excèdent l'étendue de variation naturelle observée dans les lacs de référence lorsque le rapport de drainage est  $> 4$  et que les coupes ont déboisé plus de 30 % de la surface du bassin versant. Une hausse de phosphore et d'azote après des feux ou des coupes de forêt (LIKENS *et al.*, 1970 ; NICOLSON, 1975 ; BAYLEY *et al.*, 1992 ; MINSHALL *et al.*, 1997) et de COD après des coupes (PLAMONDON *et al.*, 1982) a souvent été rapportée dans les cours d'eau mais plus rarement dans les lacs (WRIGHT, 1976 ; RASK *et al.*, 1993 et 1998). Une reconstruction paléolimnologique des concentrations de PT, NT et COD faite dans un lac humique de l'écozone boréale de l'Abitibi (Québec) ayant subi 4 feux importants depuis 2 000 ans BP, a aussi indiqué une augmentation moyenne de 50 % des concentrations de PT après les feux mais pas changement dans les concentrations de COD (ENACHE et PRAIRIE, 2000). Dans les lacs de la zone boréale subarctique de l'Alberta situés sur des milieux tourbeux,



**Figure 2** Valeurs médianes avec le 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> et le 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles des concentrations annuelles des nutriments et des ions majeurs dans les lacs de référence ( $n = 17$  ; en blanc), de coupe ( $n = 7$  ; lignes verticales) et de feux ( $n = 9$  ; quadrillé) de 1996 à 1998.

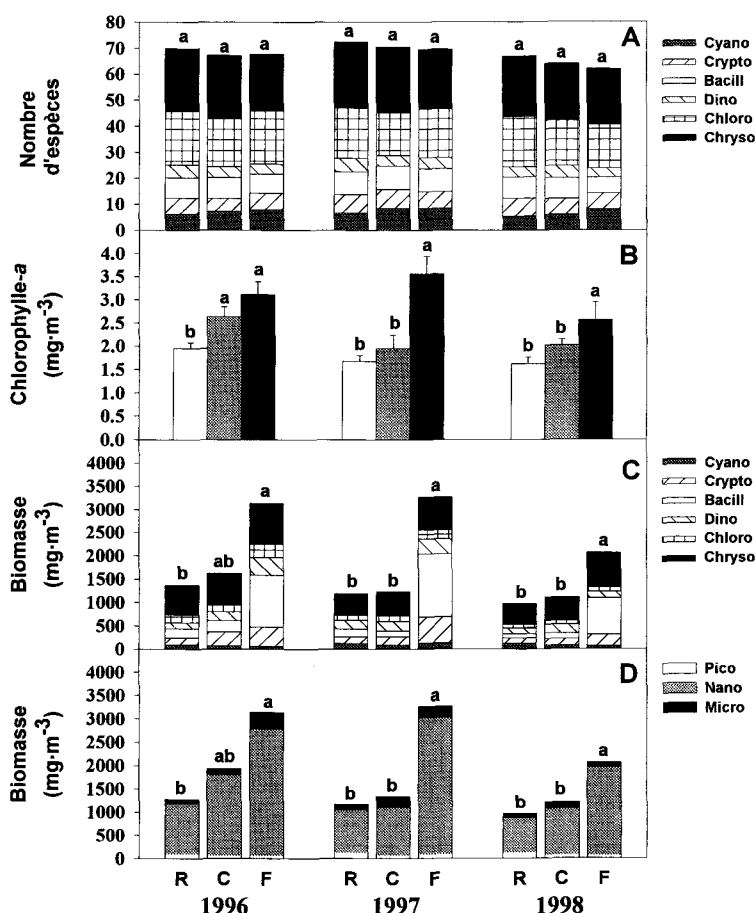
Les lacs de référence ayant subi des coupes sur plus de 5 % de leur bassin versant durant la période d'étude (P25, P106, P110 : *figure 1*) et les lacs avec un pourcentage de coupe < 10 % sur leur bassin versant (C40 et C44) n'ont pas été inclus pour les comparaisons. Les lignes horizontales à la base des graphiques indiquent les différences entre les trois types de lacs (référence, coupe et feux). Les chiffres en haut des diagrammes indiquent les différences entre les 3 années de suivi dans chacun des groupes de lacs. Modifié d'après la *figure 2* de CARIGNAN *et al.* (2000) (RM-ANOVA :  $P < 0.05$ ).

Median values with the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> and the 5<sup>th</sup> and 95<sup>th</sup> percentiles of annual concentrations of nutrients and major ions in reference ( $n = 17$  ; white), cut ( $n = 7$  ; vertical lines) and burnt ( $N = 9$  ; cross-hatched) from 1996 to 1998.

Reference lakes with more than 5% of their watershed area cut during the study period (P25, P106, P110: *figure 1*) and cut lakes with less than 10% of their watershed area harvested (C40 and C44) were excluded from this analysis. Horizontal lines at bottom of graphs indicate differences between groups of lakes (reference, cut, burnt). Numbers on top of graphs indicate differences among years in each group of lakes. Modified from *figure 2* in CARIGNAN *et al.* (2000) (RM-ANOVA:  $P < 0.05$ ).

MCEACHERN *et al.* (2000) ont évalué la qualité des eaux avant et après des feux et rapportent un enrichissement en phosphore et en azote associé à une hausse de COD. Les feux et les coupes ont aussi un impact significatif sur la minéralisation des eaux (*figure 2*). Les deux perturbations entraînent une hausse des concentrations de  $K^+$  et  $Cl^-$  dans les lacs, mais seuls les feux produisent des hausses significatives des ions  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  et  $SO_4^{2-}$ . Pour le sodium, on observe seulement une légère hausse de  $Na^+$  dans les « lacs de coupe ». Bien que les différences observées dans la qualité de l'eau des « lacs de feu » et « de coupe », relativement aux lacs de référence, ne soient pas directement comparables puisque l'intensité des feux était plus forte en moyenne (91 % de la surface du bassin versant brûlés) que celle des coupes (58 % de la surface du bassin versant déboisés), les différences dans les concentrations en éléments minéraux et organiques dans les lacs après les feux ou les coupes de forêt reflètent les taux d'exportation des nutriments, des ions et du COD par unité de surface perturbée dans les bassins versants déboisés ou brûlés (LAMONTAGNE *et al.*, 2000). Les taux d'exportation de  $K^+$ , NT et PT corrigées en fonction du pourcentage de surface du bassin versant déboisé ou brûlé étaient similaires et plus élevés dans les bassins versants coupés ou brûlés, relativement aux lacs de référence. Les taux d'exportation de COD étaient plus importants dans les bassins versants coupés tandis que ceux de  $Mg^{2+}$ ,  $NO_3^-$ , et  $SO_4^{2-}$  étaient plus élevés dans les bassins versant brûlés.

La persistance des impacts des feux et des coupes sur la qualité des eaux au cours de 3 années de suivi après les perturbations diffère selon les éléments considérés (*figure 2*). Les concentrations de PT et COD et le coefficient d'extinction de la lumière PAR ont continué à augmenter dans les « lacs de feu ». Dans les « lacs de coupe », les concentrations de PT ont peu changé au cours du temps mais les concentrations de COD ont diminué en 1998 dans les « lacs de coupe », sans être accompagné d'une baisse parallèle du coefficient d'extinction PAR. Les hausses de PT, COD et du coefficient d'extinction dans les « lacs de feu » sont associées à une augmentation des concentrations de Chl. *a* et de biomasse de phytoplancton (*figure 3*). PLANAS *et al.* (2000a) notent que le rapport Chl. *a* : PT est plus élevé dans les « lacs de feu » que dans les « lacs de coupe » où la plus faible luminosité (extinction PAR plus forte) inhibe la production d'algues. La légère baisse du COD dans les « lacs de coupe » en 1998 reflète la diminution observée dans les apports en COD provenant des bassins versants (LAMONTAGNE *et al.*, 2000). Les concentrations des ions ont peu changé ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ) ou ont eu tendance à diminuer ( $K^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ) au cours des 3 années de suivi et à rejoindre les niveaux des lacs de référence. La baisse des ions majeurs dans les lacs perturbés de 1996 à 1998 serait attribuable à un lessivage rapide des ions minéralisés par le feu ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ) ou relâchés après la coupe ( $K^+$ ,  $Cl^-$ ) (LAMONTAGNE *et al.*, 2000). Les impacts différents observés à long terme pour le PT et le COD doivent être considérés avec attention car ces facteurs sont des éléments clés déterminant la clarté des eaux et la profondeur de la zone euphotique (FEE *et al.*, 1996), la biomasse des algues (PLANAS *et al.*, 2000a) et la contamination du zooplancton et des poissons par le mercure (GARCIA et CARIGNAN, 1999, 2000) dans les lacs du Bouclier Canadien. Ainsi, les concentrations de mercure dans la chair du grand brochet étaient plus fortes dans les « lacs de coupe » que dans les lacs de référence et dépassaient la limite recommandée de  $0,05 \mu g \cdot g^{-1}$  poids frais pour la consommation (GARCIA et CARIGNAN, 2000).



**Figure 3.** Moyennes estivales de la richesse en espèce du phytoplancton total et des groupes taxinomiques (A) ; moyennes estivales ( $\pm$  erreur type) des concentrations en chlorophylle a (B) ; moyennes estivales de la biomasse totale et des groupes de phytoplancton (C) ; moyennes estivales de la biomasse totale des classes de taille (D) dans les lacs de référence ( $n = 16$  ; R ou blanc) de coupe ( $n = 7$  ; C ou gris) et de feu ( $n = 9$  ; B ou noir) de 1996 à 1998.

Les lacs de référence ayant subi des coupes sur leur bassin versant durant la période d'étude (P25, P106, P107, P110 : figure 1) et les lacs avec un pourcentage de coupe  $< 10\%$  sur leur bassin versant (C40 et C44) n'ont pas été inclus pour les comparaisons. Les lettres au sommet des histogrammes indiquent les différences entre les trois groupes de lacs (référence, coupe et feu) (ANOVA :  $P < 0.05$ ). Modifié d'après les figures 2 et 3 de PLANAS *et al.* (2000).

Summer means of total species richness in phytoplankton and taxonomic groups (A); summer means ( $\pm$  standard error) of chlorophyll a concentrations (B); summer means of total phytoplankton biomass and groups (C); summer means of total phytoplankton biomass and size classes (D) in reference ( $n = 16$ ; R or white), cut ( $n = 7$ ; C or grey) and burnt ( $n = 9$ ; B or black) lakes from 1996 to 1998.

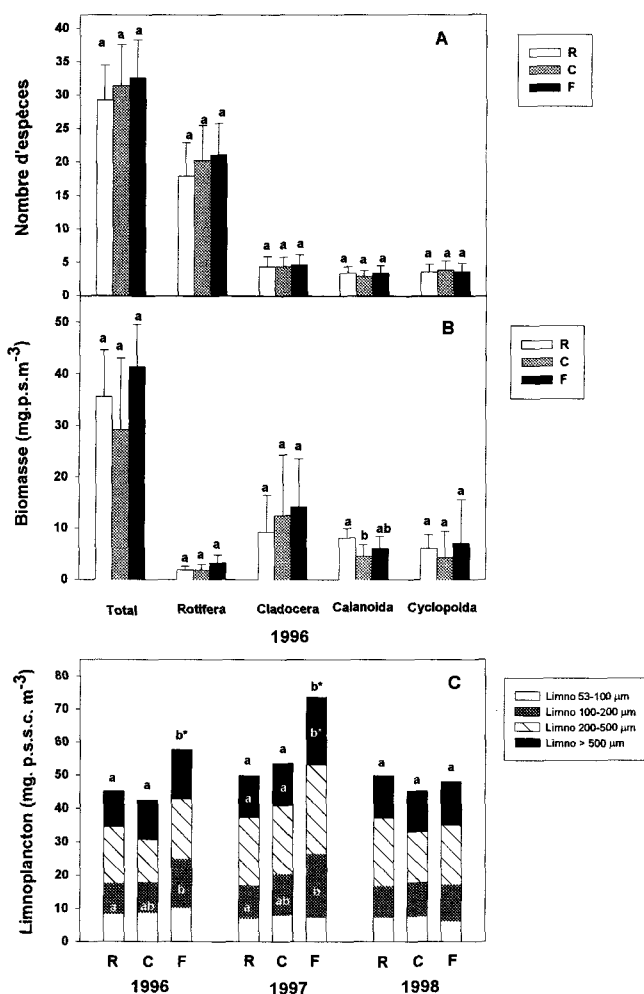
Reference lakes with their watershed area cut during the study period (P25, P106, P107, P110 : figure 1) and cut lakes with less than 10% of their watershed area harvested (C40 and C44) were excluded from the analysis. Letters at the top of graphs indicate differences between groups of lakes (reference, cut, burnt) (ANOVA :  $P < 0.05$ ). Modified from figures 2 and 3. in PLANAS *et al.* (2000).

### 3.2 Phytoplancton

Les feux et les coupes de forêt ont peu d'effet sur la diversité totale du phytoplancton dans les lacs de l'écozone boréale (figure 3A). En moyenne, le nombre total d'espèces de phytoplancton a varié de 65 à 70 dans les lacs naturels et perturbés de 1996 à 1998. De plus, le nombre d'espèces dans chacun des groupes taxinomiques de phytoplancton était globalement similaire dans les lacs perturbés ou naturels. Toutefois, si l'on compare les lacs perturbés ayant un rapport de drainage  $> 8$  et plus de 40 % de leur bassin versant brûlé ou coupé avec les lacs de référence, on note alors quelques changements significatifs. Le nombre d'espèces de Cyanobacteria était plus faible dans les « lacs de feu » et « de coupe » ; le nombre d'espèces de Chlorophyceae baissait dans les « lacs de coupe » tandis que le nombre d'espèces de Dinophyceae et de Chrysophyceae augmentait dans les « lacs de feu », relativement aux lacs de référence (ANOVA :  $P < 0.05$ ) (PLANAS, 2000b). Un grand rapport de drainage ( $RD > 8$ ) et des perturbations de forte intensité ( $> 40$  % du bassin versant) semblent donc être prérequis pour affecter significativement la diversité du phytoplancton.

Contrairement à la diversité, la concentration en Chl. *a* (figure 3B) et la biomasse de phytoplancton (figures 3C, 3D) ont augmenté dans les lacs perturbés, en particulier dans ceux affectés par des feux. Un an après les perturbations (1996), les concentrations de Chl. *a* sont plus fortes dans les « lacs de feu » ( $3,12 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) et « de coupe » ( $2,64 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) que dans les lacs de référence ( $1,95 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), ce qui représente une augmentation moyenne respective de 60 % et 35 %. Les biomasses de phytoplancton sont aussi plus élevées dans les « lacs de feu » ( $3\,135 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) que dans les « lacs de coupe » ( $1\,625 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) ou de référence ( $1\,365 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), soit respectivement 130 % et 19 % d'augmentation après les perturbations. Cet enrichissement fait changer le niveau trophique des lacs qui passe du stade oligotrophe au stade mésotrophe (Chl. *a*  $> 3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$  ; Phyto biomasse  $> 3\,000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ ) après les feux (PLANAS *et al.*, 2000a). Les hausses de biomasse de Chl. *a* et de phytoplancton dans les lacs perturbés par rapport aux lacs de référence persistent au cours des 3 années suivant les feux mais uniquement la première année après les coupes. La forte hausse de biomasse du phytoplancton dans les « lacs de feu » est surtout due à une augmentation de la biomasse des Bacillariophyceae (Diatomées) et des Cryptophyceae, et secondairement des Dinophyceae et des Chrysophyceae (ANOVA :  $P < 0.05$ ) (figure 3C). Dans les « lacs de coupe », ce sont les espèces potentiellement mixotrophes des Chrysophyceae et des Cryptophyceae qui augmentent (ANOVA ;  $P \leq 0.001$  ; PLANAS *et al.*, 2000b). Les hausses sont plus marquées en 1996 et 1997 qu'en 1998 et se manifestent surtout dans les lacs perturbés ayant un rapport de drainage  $> 8$  et plus de 40 % de la surface du bassin versant brûlée ou déboisée (PLANAS, 2000b). Dans tous les lacs, la communauté de phytoplancton est dominée par le nanoplancton (76-91 % de la biomasse totale), le picoplancton et le microplancton représentant seulement 2-13 % et 8-18 % de la biomasse totale de phytoplancton. Les impacts des perturbations se manifestent surtout au niveau du nanoplancton dont la biomasse s'accroît dans les lacs perturbés. Comme pour la Chl. *a* et la biomasse totale de phytoplancton, la hausse de nanoplancton persiste pendant 3 ans après les feux mais se limite à la première année après les coupes.

Dans l'ensemble, les biomasses et la composition du phytoplancton dans les lacs de référence ou de coupe restent caractéristiques des lacs oligo-



**Figure 4** Moyennes estivales ( $\pm$  écart type) de la richesse en espèces du zoo-plancton total et des groupes taxinomiques en 1996 (A) ; moyennes estivales ( $\pm$  écart type) de la biomasse du zoo-plancton total et des groupes taxinomiques en 1996 (B) ; et moyennes estivales de la biomasse du limnoplankton total et des classes de taille de limnoplankton de 1996 à 1998 (C) dans les lacs de référence ( $n = 20$  ; R ou blanc), de coupe ( $n = 9$  ; C ou gris) et de feu ( $n = 9$  ; F ou noir).

Les lacs de référence (P) ayant eu des coupes partielles sur leur bassin versant au cours ont été exclus des analyses pour le limnoplankton en 1996 et 1997. Les lettres indiquent les différences entre les groupes de lacs (RM-ANOVA :  $P < 0.05$  ou  $* 0.05 < P < 0.1$ ).

Summer means ( $\pm$  standard deviation) of species richness of total zooplankton and taxonomic groups in 1996 (A); summer means ( $\pm$  standard deviation) of biomass of total zooplankton and taxonomic groups in 1996 (B); and summer means of biomass of total limnoplankton and size classes from 1996 to 1998 (C) in reference ( $n = 20$ ; R or white), cut ( $n = 9$ ; C or gray) and burnt ( $n = 9$ ; F or black) lakes.

Reference lakes (P) subjected to partial logging were excluded in the analysis of limnoplankton in 1997 and 1998. Letters indicate differences among groups of lakes (RM-ANOVA :  $P < 0.05$  or  $* 0.05 < P < 0.01$ ).

trophes de la forêt boréale de l'est du Canada (KLING et HOLGREM, 1972). Cependant les fortes biomasses de Diatomées retrouvées dans les « lacs de feux » sont caractéristiques des milieux lacustres de la forêt boréale finlandaise enrichis en nutriments (ELORANTA, 1986). Un doublement de la densité des Diatomées après des feux associé à une baisse de leur diversité a aussi été rapporté dans une étude paléolimnologique d'un petit lac de la zone boréale de l'Abitibi (Québec) (ENACHE et PRAIRIE, 2000). Les réponses différentes des communautés de phytoplancton dans les lacs perturbés par les feux ou les coupes sont directement reliées aux différences dans la qualité des eaux notées à la suite de ces deux types de perturbations. Les apports importants et soutenus de PT dans les « lacs de feu » sont responsables des hausses de Chl. *a* et de biomasse de phytoplancton tandis que la baisse de lumière dans les « lacs de coupe » peut avoir limité la réponse du phytoplancton aux apports en nutriments. Ces relations différentielles sont d'ailleurs reflétées dans les corrélations observées entre la Chl. *a* ou la biomasse de phytoplancton et les nutriments (PT, DIN : relation positive) d'une part, et l'extinction de la lumière ( $\epsilon$  PAR : relation négative) d'autre part (*tableau 3*). Dans les lacs subarctiques de l'Alberta, MCEACHERN *et al.*, (2000) n'ont pas observé d'augmentation de biomasse en Chl. *a* après des feux malgré un accroissement important des nutriments à cause de la forte hausse du COD et de la couleur de l'eau dans les lacs brûlés, phénomène analogue à celui observé dans les « lacs de coupe » au Québec. STEEDMAN (2000) rapporte une faible augmentation de Chl. *a* (15-31 %) et de COD (4-14 %) la 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> année après des coupes modérées (33-45 %) à fortes (62-77 %) sur les bassins versants de 3 lacs oligotrophes du nord de l'Ontario ayant un temps de résidence des eaux très long (8-13 ans). Il semblerait donc que la réponse du phytoplancton aux feux et aux coupes ne soit pas strictement reliée au type de perturbation mais qu'elle résulte des changements dans la qualité des eaux, en particulier les niveaux de COD et de lumière d'une part, et les apports en phosphore et azote d'autre part. Les changements notés dans la qualité des eaux des lacs perturbés varient aussi en fonction du rapport de drainage et du temps de résidence des eaux. Les lacs les plus sensibles sont ceux ayant un grand rapport de drainage et un temps de résidence des eaux de l'ordre de 1-2 ans (CARIGNAN *et al.*, 2000 ; STEEDMAN, 2000).

### 3.3 Zooplancton

Comme pour le phytoplancton, les feux et les coupes de forêt n'ont pas d'effet sur la diversité du zooplancton dans les lacs de l'écozone boréale (*figure 4A*). En 1996, le nombre total d'espèces de zooplancton par lac variait de 29 à 33 espèces dans les lacs naturels et perturbés. Bien que l'on note une légère hausse du nombre d'espèces dans les lacs perturbés (9 % dans les « lacs de coupe » et 11 % dans les « lacs de feu »), relativement aux lacs de référence, cette tendance à la hausse surtout due aux Rotifères et aux Cyclopoïdes n'est pas significative ( $P > 0.12$ ). La richesse en espèces et les assemblages d'espèces dans les lacs naturels et perturbés sont semblables et comparables à ceux du zooplancton des lacs du Bouclier Canadien au Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990) et en Ontario (KELLER et PLITBADO, 1989 ; ARNOTT *et al.*, 1998).

Les feux et les coupes n'ont pas d'effets significatifs sur la biomasse totale de zooplancton dans les lacs de la forêt boréale, un an après les perturbations (*figure 4B*). Bien que la biomasse de zooplancton semble être plus forte dans



**Tableau 3** Relations entre les variables de qualité des eaux ou des communautés biologiques et l'intensité des perturbations ou les facteurs environnementaux.

Les variables d'intensité de perturbation et les facteurs environnementaux ont été sélectionnés par modèles de régression simple ou multiple ou analyses de corrélation à un niveau d'acceptation de  $P \geq 0.05$ . Les équations des modèles et les coefficients de corrélation sont présentées dans CARIGNAN *et al.* (2000), PLANAS *et al.* (2000), PATOINE *et al.* (2000) et PINEL-ALLOUL et PATOINE (2000)

**Table 3** Relationships between water quality and aquatic community variables and perturbation intensity or environmental factors.

Perturbation intensity and environmental factors were selected by simple or multiple regression models or by correlation analysis at the significance level  $P \geq 0.05$ . Model equations and correlation coefficients are presented in CARIGNAN *et al.* (2000), PLANAS *et al.* (2000), PATOINE *et al.* (2000) and PINEL-ALLOUL and PATOINE (2000).

Variables	Facteurs de perturbation	Facteurs environnementaux
PT printemps 1996-1998 (R + C) (R + F) (R + C + F)	+ COUPE/ $\Sigma$ AL, + COUPE/VOL, + FEU/ $\Sigma$ AL, + FEU/VOL, + COUPE-FEU/ $\Sigma$ AL	+ RD, + AD/VOL
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> printemps 1996 (F)	+ FEU/ $\Sigma$ AL	+ PB
COD 1996-1998 (R + C)	+ COUPE/ $\Sigma$ AL, + COUPE/VOL	+ RD, + AD/VOL
$\epsilon$ PAR 1996-1998 (R + C)	+ COUPE/VOL	+ RD, + AD/VOL
K <sup>+</sup> 1996 (C) et (F)	+ COUPE/ $\Sigma$ AL, + FEU/ $\Sigma$ AL	
Cl <sup>-</sup> 1996 (C) et (F)	+ COUPE/ $\Sigma$ AL, + FEU/ $\Sigma$ AL	
Ca <sup>2+</sup> 1996 (C) et (F)	+ COUPE/ $\Sigma$ AL	
Chl. <i>a</i> 1996-1998 (C + F) ou (R + C + F)	+ COUPE-FEU/ $\Sigma$ AL	+ PT, + DIN, - $\epsilon$ PAR
Phyto Biomasse 1996-1998 (C + F) ou (R + C + F)	+ COUPE-FEU/ $\Sigma$ AL	+ PT, + DIN, - $\epsilon$ PAR
Cryptophyceae 1996-1998 (R + C + F)		+ PT, + $\epsilon$ PAR
Bacillariophyceae 1996-1998 (R + C + F)		+ PT, + DIN
Zooplankton total 1996 (R + C + F)		+ PT, + CPUE Piscivores

**Tableau 3 (suite)** Relations entre les variables de qualité des eaux ou des communautés biologiques et l'intensité des perturbation ou les facteurs environnementaux.

Les variables d'intensité de perturbation et les facteurs environnementaux ont été sélectionnés par modèles de régression simple ou multiple ou analyses de corrélation à un niveau d'acceptation de  $P \geq 0.05$ . Les équations des modèles et les coefficients de corrélation sont présentées dans CARIGNAN *et al.* (2000), PLANAS *et al.* (2000), PATOINE *et al.* (2000) et PINEL-ALLOUL et PATOINE (2000)

**Table 3 (continued)** Relationships between water quality and aquatic community variables and perturbation intensity or environmental factors.

Perturbation intensity and environmental factors were selected by simple or multiple regression models or by correlation analysis at the significance level  $P \geq 0.05$ . Model equations and correlation coefficients are presented in CARIGNAN *et al.* (2000), PLANAS *et al.* (2000), PATOINE *et al.* (2000) and PINEL-ALLOUL and PATOINE (2000).

Variables	Facteurs de perturbation	Facteurs environnementaux
Rotifères 1996 (C + F) et (R + C + F)	+ COUPE-FEU	+ PT, + K <sup>+</sup> , + Chl. <i>a</i> , + Chaoborus
Calanoïdes 1996 (R + C + F)	– COUPE	– RD, – COD, – TN, – K <sup>+</sup> , – Chl. <i>a</i>
Cladocères 1996 (R + C + F)		+ K <sup>+</sup> , – CPUE Planctivores, + CPUE Piscivores
Limnoplancton total 1996 (R + C + F)	+ COUPE-FEU	+ PT, + NT, + K <sup>+</sup> , + Chl. <i>a</i>
Limnoplancton 50-100 µm 1996 (R + C + F)	+ COUPE-FEU	+ PT, + NT, + Chl. <i>a</i> , + Chaoborus
Limnoplancton 100-200 µm 1996 (R + C + F)	+ COUPE-FEU	+ PT, + NT, + K <sup>+</sup> , + Chl. <i>a</i> , + Chaoborus
Limnoplancton 200-500 µm 1996 (R + C + F)		+ PT, + Chl. <i>a</i>
Limnoplancton > 500 µm 1996 (R + C + F)	+ COUPE-FEU	+ PT, + NT, + K <sup>+</sup> , + Chl. <i>a</i> , + Chaoborus, + CPUE Piscivores
% Perchaudes 1 an 1996-1997 (R + C + F)	– COUPE-FEU (Occurrence)	+ Temp, + Epi, + nanophyto, – Meunier, – Brochet
% Meunier noir < 160 mm 1996-1997 (R + C + F)	– COUPE-FEU (Occurrence)	+ microphyto, – zone littorale

les « lacs de feux » ( $41,4 \text{ mg}\cdot\text{p}\cdot\text{s}\cdot\text{m}^{-3}$ ) et plus faible dans les « lacs de coupe » ( $29,2 \text{ mg}\cdot\text{p}\cdot\text{s}\cdot\text{m}^{-3}$ ) que dans les lacs de référence ( $35,6 \text{ mg}\cdot\text{p}\cdot\text{s}\cdot\text{m}^{-3}$ ), ces différences ne sont pas significatives ( $P > 0.25$ ). Les impacts des feux et des coupes se manifestent seulement pour les Calanoïdes dont la biomasse a diminué de 43 % dans les « lacs de coupe » ( $P = 0.004$ ). Des tendances à la hausse pour les autres groupes (Rotifères, Cladocères, Cyclopoïdes) dans les lacs de feu, et à la baisse pour les Cyclopoïdes dans les « lacs de coupe », ont été notées mais elles ne sont pas significatives compte tenu de la grande variabilité dans chacun des groupes de lacs. En Finlande, RASK *et al.* (1998) ont rapporté des légères hausses de densité des Cladocères et des Copépodes dans 3 petits lacs ayant eu des coupes modérées sur 15 à 33 % de leur bassin versant. Les Calanoïdes sont reconnus comme un groupe de zooplancton caractéristique des lacs oligotrophes et clairs (PATALAS, 1972 ; PACE, 1986). Leur plus faible biomasse dans les « lacs de coupe », associée à l'absence de hausse de biomasse pour les autres groupes de zooplancton, en dépit de l'augmentation des nutriments et de Chl. *a* (figures 2 et 3B), suggère que la baisse de luminosité, engendrée par l'augmentation du COD et de la couleur de l'eau dans les « lacs de coupe », a limité le développement du phytoplancton et subséquemment celui du zooplancton. En effet, pour les 38 lacs à l'étude, la biomasse des Calanoïdes est inversement corrélée aux concentrations de COD (tableau 3) et cette relation négative est due aux « lacs de coupe » (PINEL-ALLOUL, communication au CILEF, 2000).

Les réponses du limnoplankton aux perturbations sont plus nettes, en particulier vis-à-vis des feux. La biomasse totale de limnoplankton tend à augmenter les deux premières années après les feux, mais cette hausse n'est pas significative ( $P = 0.11$  en 1996 et  $0.07$  en 1997) (figure 4C). Cette tendance à la hausse est due à une augmentation significative de la biomasse de la fraction 100-200  $\mu\text{m}$  surtout composée de Rotifères et nauplies ( $P = 0.03$  et  $P = 0.01$ ) et aussi à une légère hausse (non significative) de biomasse de la fraction  $> 500 \mu\text{m}$  composée de gros Cladocères et de Copépodes adultes la 2<sup>e</sup> année après les feux ( $P = 0.08$ ). Les impacts des feux sur le limnoplankton persistent seulement au cours des 2 années après la perturbation. En 1998, la biomasse du limnoplankton et des différentes fractions dans les lacs perturbés est similaire à celle observés dans les lacs de référence. Contrairement aux feux, les coupes n'induisent pas de hausse dans la biomasse du limnoplankton total et des différentes fractions (figure 4C), tel que noté précédemment pour la biomasse du zooplancton. La hausse du limnoplankton, en particulier des fractions 100-200  $\mu\text{m}$  et  $> 500 \mu\text{m}$ , dans les lacs les 1<sup>er</sup> et 2<sup>e</sup> années après les feux peut être reliée aux niveaux plus élevés de nutriments (TN, TP) et de Chl. *a* dans les lacs de feux. En effet, pour l'ensemble des 38 lacs, les biomasses de rotifères sont positivement corrélées au P total et à la Chl. *a* (tableau 3) et cette relation est attribuable aux lacs de feux (PINEL-ALLOUL, communication au CILEF-2000). La biomasse de limnoplankton total et celle des fractions augmente aussi en fonction des nutriments (PT, NT) et de la Chl. *a* (tableau 3). YAN (1986) et PACE (1986) ont aussi démontré des relations positives entre la biomasse du zooplancton et le P total, N total et la Chl. *a* dans les lacs du nord de l'Ontario et du sud du Québec. CURRIE *et al.* (1999) indiquent que le microzooplancton, en particulier les Rotifères, est plus étroitement relié aux changements dans les nutriments et la Chl. *a* que le macrozooplancton (Cladocères et Copépodes) qui répond plutôt aux effets de la prédation sélective par les pois-

sons planctivores. Dans notre étude, les Crustacés (fraction > 500 µm) répondent légèrement à l'enrichissement dans les lacs de feu seulement en 1997 lorsque les biomasses de Chl. a et de phytoplancton sont les plus élevées. D'autre part, les Cladocères et la fraction du limnoplancton > 500 µm, présentent des relations négatives avec les poissons planctivores et positives avec les poissons piscivores (tableau 3).

### 3.4 Poissons

Au total, 22 espèces de poissons ont été capturées dans les lacs à l'étude, dont 8 espèces avec des occurrences supérieures à 7 des 38 lacs (tableau 2). Le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand brochet (*Exos lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*) étaient les espèces les plus fréquemment rencontrées. Aucune différence significative n'a été détectée entre les trois groupes de lacs (ou entre les lacs de référence et les lacs perturbés mis ensemble) au niveau de l'abondance relative, en terme de capture par unité d'effort (CPUE), et la croissance des principales espèces. Cependant, l'analyse de la structure d'âge et de la structure en taille des espèces dominantes a permis de déceler des diminutions significatives ( $P < 0.05$ ) entre les groupes de lacs dans l'abondance relative des jeunes perchaudes (1+) et des petits meuniers noirs (< 160 mm) (SAINT-ONGE et MAGNAN, 2000). Des analyses de régression multiple ont révélé que l'incidence des perturbations (lacs de feux et de coupes fusionnés) a expliqué 19 % des baisses d'abondance des jeunes perchaudes (1+) et 24 % dans celle des jeunes meuniers (< 160 mm). Les baisses d'abondance des jeunes perchaude et meunier noir pourraient être attribuables à une plus forte mortalité des larves suite à l'émergence ou à un déplacement des individus vers la zone pélagique, qui n'a pas été échantillonnée dans notre étude. Dans les deux cas, cela pourrait être attribuable à une augmentation des sédiments en suspension, apportés par ruissellement dans la zone littorale. Dans les ruisseaux, ce phénomène a été identifié comme étant un facteur entraînant des diminutions de benthos (GREGORY *et al.*, 1987 ; HARTMAN et SCRIVENER, 1990) ainsi que des stress physiologiques, des diminutions de croissance et des mortalités chez les poissons (NEWCOMBE et MACDONALD, 1991). Ces mécanismes hypothétiques resteront à être élucidés en milieu lacustre.

### 3.5 Influence des perturbations et des facteurs environnementaux

L'intensité des perturbations par les feux ou les coupes a été exprimée par le pourcentage de coupe ou de feu sur le bassin versant relativement à la surface (COUPE/ $\Sigma$ AL, FEU/ $\Sigma$ AL) ou au volume (COUPE/VOL, FEU/VOL) du lac ou des lacs. Les relations ont été établies pour l'ensemble des 38 lacs (R + C + F), ou pour des sous-ensembles incluant les lacs de référence et un type de perturbation (R + C ; R + F), ou pour les lacs perturbés mis ensemble (C + F) ou pris séparément (C ou F). Le tableau 3 présente les relations obtenues entre les variables de qualité d'eau ou les attributs des communautés biologiques avec le niveau de perturbation et les facteurs environnementaux. La plupart des changements observés dans les variables de qualité de l'eau sont reliés à l'intensité d'un type ou des deux types de perturbations. Ainsi, les concentrations de PT au printemps dans les lacs augmentent en fonction de l'intensité des feux ou des coupes. Les hausses de  $\text{NO}_3^-$  au printemps en 1996 dans les « lacs

de feu » sont uniquement reliées à l'intensité des feux (FEU/ $\Sigma$ AL) tandis que les hausses de COD et du coefficient d'extinction de la lumière ( $\epsilon$  PAR) dans les « lacs de coupe » ne sont reliés qu'à l'intensité des coupes (COUPE/VOL ou COUPE/ $\Sigma$ AL). L'augmentation des ions  $K^+$  et  $Cl^-$  en 1996 dans les lacs perturbés est aussi fonction de l'intensité des feux ou des coupes tandis que les niveaux de  $Ca^{2+}$  sont reliés uniquement à l'intensité des coupes. Parmi les facteurs environnementaux, le rapport de drainage (RD) et la taille du bassin de drainage relativement au volume du lac (AD/VOL), influencent les concentrations des nutriments dans les lacs à l'étude. L'effet des perturbations, en particulier la hausse de PT après les feux ou la coupe et la hausse de COD après la coupe, est plus accentué dans les lacs ayant un grand rapport de drainage, relativement au volume ou la surface du lac. Les variations du rapport de drainage d'un lac à l'autre (AD/ $\Sigma$ AL ou AD/VOL) peuvent donc modifier les réponses des lacs aux perturbations et devront être considérées dans les modèles de gestion durable des écosystèmes aquatiques de la forêt boréale. Les facteurs climatiques et le temps de résidence des eaux sont d'autres facteurs importants qu'il faut considérer. Ainsi des précipitations abondantes associées à un fort ruissellement dans les couches organiques superficielles des sols forestiers tendent à amplifier les apports en phosphore dans les lacs aux bassins partiellement ou totalement déboisés (EVANS *et al.*, 2000 ; PREPAS *et al.*, 2001). D'autre part, les effets des coupes sur la qualité des eaux des lacs de l'écozone boréale ont été plus prononcés dans les lacs du Québec ayant un temps de résidence des eaux de 1-2 ans en moyenne (CARIGNAN *et al.*, 2000) que dans les lacs du nord de l'Ontario ayant un temps de résidence des eaux de 8-13 ans (STEEDMAN, 2000).

Les communautés biologiques répondent aussi à l'occurrence ou l'intensité des perturbations (tableau 3). L'intensité relative des feux et des coupes (COUPE-FEU/ $\Sigma$ AL) explique 57 % des hausses moyennes en Chl. *a* notées de 1996 à 1998 dans les lacs perturbés (PLANAS *et al.*, 2000a). Les attributs du zooplancton donnent des réponses contrastées (PATOINE *et al.*, 2000 ; PINEL-ALLOUL *et al.*, 2000). D'une part les hausses de limnoplankton total et de la plupart des fractions, ainsi que les variations de la biomasse des Rotifères sont corrélées au pourcentage de déboisement du bassin versant par les feux et les coupes. D'autre part, la baisse de biomasse des Calanoïdes dans les « lacs de coupe » est fonction du pourcentage de coupe. La structure en taille des populations de perchaude et de meunier noir est affectée par l'occurrence des perturbations. Dans les modèles de prédiction du pourcentage de jeunes individus dans les populations de perchaude et de meunier noir développés par SAINT-ONGE et MAGNAN (2000), l'occurrence des feux ou des coupes a expliqué 19,5 (perchaude) à 24 % (meunier noir) de la baisse du pourcentage des jeunes classes d'âge de ces populations mais cette baisse n'a pas pu être reliée avec l'intensité de la perturbation. Les changements dans les communautés biologiques sont aussi fortement reliés aux variations inter-lacs des facteurs environnementaux. Pour l'ensemble des lacs, on observe pour la plupart des attributs du phytoplancton et du zooplancton des relations positives avec les nutriments (PT, NT, DIN) et les ressources (Chl. *a*) sauf pour les calanoïdes qui présentent des relations inverses. Ceci suggère que les apports accrus de nutriments en provenance des bassins versants dans les lacs perturbés ont eu un effet ascendant positif sur l'enrichissement des lacs et la production du plancton. Les changements dans les nutriments ont induit un accroissement de

la biomasse des algues, en particulier des Bacillariophyceae (Diatomées) et des Cryptophyceae et Chrysophyceae (surtout dans les « lacs de coupe »), accompagnée d'une production secondaire plus importante de microzooplancton surtout après les feux. Nos résultats suggèrent aussi que certains groupes de zooplancton ont été négativement affectés par l'augmentation de COD et la baisse de lumière engendrées par les coupes. Un groupe du macrozooplancton caractéristique de lacs clairs et oligotrophes comme les Calanoïdes a diminué de près de la moitié dans les « lacs de coupe » et leur baisse est associée aux hausses de COD, de nutriments et de  $K^+$ , des variables de qualité d'eau directement affectés par les perturbations (*tableau 3*). La présence des prédateurs et la structure des réseaux planctoniques (abondance des Chaoboridés, des planctivores et des piscivores) affectent aussi les biomasses de zooplancton (rotifères, cladocères) et de limnoplankton (fractions  $< 200 \mu m$  et  $> 500 \mu m$ ). L'abondance des jeunes dans les populations de perchaudes et de meuniers noirs est aussi fortement sujette aux variations inter-lacs de la température et la profondeur de l'épilimnion, la biomasse du phytoplancton et la présence de compétiteurs et de prédateurs (*tableau 3*). Notre étude démontre que l'occurrence et l'intensité des perturbations ont un effet significatif sur la qualité des eaux et plusieurs attributs des communautés aquatiques, mais que les réponses spécifiques de chaque lac aux perturbations seront aussi fortement influencées par la variabilité dans les caractéristiques initiales des bassins versants et des lacs, en particulier le rapport de drainage et le temps de résidence des eaux et la structure des réseaux trophiques. Ces interactions entre la variabilité des facteurs environnementaux des bassins versants et des lacs et les perturbations par les feux ou les coupes seront explorées de façon plus approfondie ultérieurement.

#### 4 – CONCLUSIONS

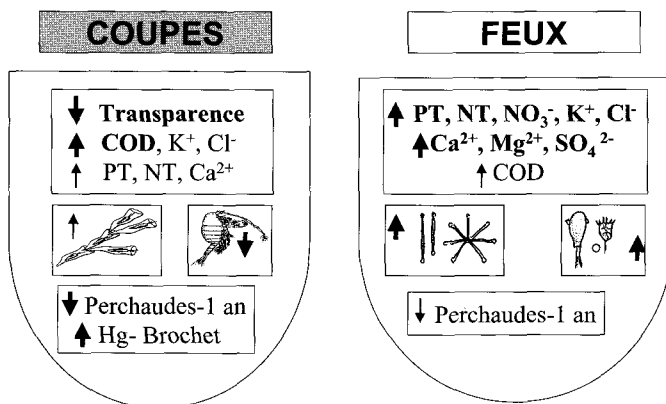
Cette synthèse sur les impacts comparés des feux et des coupes sur les lacs de la forêt boréale de l'est du Canada montre pour la première fois que ces perturbations des bassins versants ont des impacts significatifs sur la qualité des eaux et les communautés aquatiques, mais que ces impacts sont différents selon le type de perturbation. Au niveau de la qualité des eaux, les perturbations induisent un enrichissement des eaux des lacs en éléments minéraux et organiques, mais les feux et les coupes affectent plus particulièrement certains éléments. En général, les lacs affectés par les coupes et les feux ont des concentrations de phosphore 2 à 3 fois plus élevées que les lacs de référence. Toutefois, les lacs affectés par les feux montrent des concentrations en nitrates beaucoup plus élevées tandis que les lacs affectés par les coupes sont moins transparents et ont des eaux colorées plus riches en carbone organique dissous. Les feux et les coupes affectent aussi de façon différente la minéralisation des eaux et les concentrations des ions majeurs.

L'enrichissement des eaux induit par les perturbations n'a pas d'effet sur la diversité totale des communautés aquatiques mais affecte la biomasse et la structure des communautés primaires et secondaires des lacs. Dans les lacs

affectés par les feux, l'enrichissement en azote et phosphore induit une poussée trophique au niveau du phytoplancton et du limnoplankton, en particulier des diatomées, des rotifères et des gros copépodes cyclopoïdes. Cette poussée trophique se maintient à long terme pendant 2-3 années après les feux. En revanche, dans les lacs affectés par les coupes, l'enrichissement en phosphore n'entraîne qu'une augmentation très faible et limitée à un an dans la biomasse des algues et pas de changement du limnoplankton en raison de la forte couleur et de transparence réduite des eaux. Les coupes ont un impact négatif sur le développement des calanoides, un groupe de zooplancton caractéristique des lacs oligotrophes et aux eaux transparentes. Les deux perturbations affectent l'abondance des jeunes dans les populations de perchaudes et de meuniers noirs, deux espèces dominantes dont la baisse pourrait ultérieurement affecter le rendement des espèces sportives comme le brochet et le doré, qui utilisent la perchaude et le meunier comme proies.

Notre étude a permis d'établir pour la première fois des relations entre la qualité des eaux, la production et la structure des communautés aquatiques et les perturbations des bassins versants par les feux naturels ou les coupes forestières (figure 5). Les impacts observés dans la qualité des eaux et la biomasse des communautés de plancton sont proportionnels à l'intensité des perturbations. Ces relations seront utilisées ultérieurement pour développer des modèles d'exploitation forestière qui assureront la protection de l'intégrité écologique des lacs de la forêt boréale. Toutefois, notre étude suggère que les variations des facteurs environnementaux au niveau des bassins versants et des lacs, en particulier le rapport de drainage et le temps de résidence des eaux, sont des facteurs qui modifient les réponses des écosystèmes lacustres aux perturbations par les feux et les coupes dont il faudra tenir compte lors du développement des modèles de gestion des lacs en milieu forestier.

## IMPACTS ÉCOLOGIQUES



**Figure 5**

Synthèse des modèles prédictifs des principaux impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les écosystèmes lacustres de l'écozone boréale au Québec.

*Summary of predictive models for main ecological impacts of wildfires and forest harvesting on lake ecosystems in the boreal ecozone in Quebec.*

## REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un projet du Réseau de centre d'excellence sur la gestion durable des forêts (RCE-GDF) par une équipe de chercheurs du GRIL (Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique) de l'Université de Montréal, l'Université du Québec à Montréal et l'Université du Québec à Trois-Rivières. La recherche a été financée par le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG) en partenariat avec l'industrie forestière du Canada (Abitibi-Consolidated, Cartons Saint-Laurent, Donohue, Kruger) et le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (FCAR) du Québec. Nous remercions P. D'Arcy pour la coordination logistique des campagnes de terrain, C. Lamothe pour les analyses chimiques, un chercheur postdoctoral (S. Lamontagne), les étudiants de cycles supérieurs (M. Desrosiers, A. Patoine, E. Garcia, I. Saint-Onge), les professionnels de recherche (S. Paquet, G. Méthot, E. Mangas), et les nombreux étudiants d'été qui ont participé à cette étude. Cette synthèse fait suite à deux communications présentées par D. Planas et B. Pinel-Alloul au congrès CILEF-2000 tenu du 16 au 21 juillet 2000 à Clermont-Ferrand (France).

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARNOTT S.E., MAGNUSON J.J., YAN N.D., 1997. Crustacean zooplankton species richness: single- and multiple-year estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, 1573-1582.
- BAYLEY S.E., SCHINDLER D.W., BEATY K.G., PARKER B.R., STANTON M.P., 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 577-583.
- CARIGNAN R., STEEDMAN R.J., 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 1-4.
- CARIGNAN R., D'ARCY P., LAMONTAGNE S., 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl. 2), 105-117.
- CURRIE D.J., DILWORTH-CHRISTIE P., CHAPLEAU F., 1999. Assessing the strength of top-down influences on plankton abundance in unmanipulated lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56, 427-436.
- DANSEREAU P.R., BERGERON Y., 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Québec. *Can. J. For. Res.*, 23, 25-52.
- D'ARCY P., CARIGNAN R., 1997. Influence of watershed topography on water quality in southeastern Québec Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 2215-2227.
- ELORANTA P., 1986. Phytoplankton structure in different types of lakes in central Finland. *Holarct Ecol.*, 9, 214-224.
- ENACHE M., PRAIRIE Y., 2000. Paleolimnological reconstruction of forest fire induced changes in lake biogeochemistry (Lac Francis, Abitibi, Quebec, Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 146-154.
- EVANS J.E., PREPAS E.E., DEVITO K.J., KOTAK B.G., 2000. Phosphorus dynamics in shallow subsurface waters in an uncut and cut subcatchment of a lake on the Boreal Plain. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 60-72.
- FEE E.J., HECKY R.E., KASIAN S.E.M., CRUIKSHANK D.R., 1996. Effect of lake



- size, water clarity and climate variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 41, 912-920.
- FORESTRY CANADA, 1991. Selected Forestry Statistics Canada. Information Report No E-X-46.
- GARCIA E., CARIGNAN R., 1999. Impact of wildfire and clearcutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56, 339-345.
- GARCIA E., CARIGNAN R., 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 129-135.
- GREGORY S.V., LAMBERTINI G.A., ERMAN D.C., KOSKI K.V., MURPHY M.L., SEDELL J.R. 1987. Influence of forest practices on aquatic production. Pages 233-256. In: SALO E.O., CUNDY T.W. (Ed.s), *Streamside management : forestry and fishery interactions*, Contribution N° 57. Institute of Forest Resource, University of Washington, Seattle, Washington.
- HARTMAN G.F., SCRIVENER J.C., 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem. Carnation Creek, British Columbia. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, n° 223.
- HUNTER M.L. Jr., 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biol. Conserv.*, 65, 115-120.
- KELLER W., PITBLADO J. R., 1989. The distribution of crustacean zooplankton in northern Ontario, Canada. *Journal of Biogeography*, 16, 249-259.
- KLING H.J., HOLGREN S.K., 1972. Species composition and seasonal distribution in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep.*, n° 337.
- LAMONTAGNE S., CARIGNAN R., D'ARCY P., PRAIRIE Y., PARÉ D., 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 1118-1128.
- LIKENS G.E., BORMANN F.H., JOHNSON N.M., FISHER D.W., PIERCE R.S., 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecol. Monogr.*, 40, 23-47.
- McEACHERN P., PREPAS E.E., GIBSON J.J., DINSMORE W.R., 2000. Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in boreal subarctic lakes of northern Alberta. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl. 2), 73-81.
- MINSHALL G.W., ROBINSON C.T., LAWRENCE D.E., 1997. Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 2509-2525.
- NATURAL RESOURCES CANADA, 1996. The state of Canada's forests. Canadian Forest Service. Cat. Fol-6/1996E, 112 p.
- NEWCOMBE C.P., MACDONALD D.D., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 11, 72-82.
- NICOLSON J.A., 1975. Water quality and clear-cutting in a boreal forest ecosystem. *Can. Hydrol. Symp.*, 75, 734-738.
- PACE M.L., 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.*, 31, 45-55.
- PATOINE A., PINEL-ALLOUL B., PREPAS E., CARIGNAN R., 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl.2), 155-164.
- PINEL-ALLOUL B., MÉTHOT G., VERRAULT G., VIGNEAULT Y., 1990. Zooplankton species association in Quebec lakes: variation with abiotic factors, including natural and anthropogenic acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 110-121.
- PINEL-ALLOUL B., PATOINE A., 2000. Comparative impacts of natural fires and forest logging on zooplankton communities of boreal lakes. Final Project Report 2000-23. Réseau sur la gestion durable des forêts. Réseau de centre d'excellence, 39 p.
- PLAMONDON A.P., GONZALEZ A., THOMASSIN Y. 1982. Effects of logging on water quality: comparison between two Québec sites. *Can. Hydrol. Symp.*, 82, 49-70.
- PLANAS D., CARIGNAN R., PAQUET S., PREPAS E.E., 1999. Effects of natural

- versu human disturbances on aquatic ecosystems biodiversity. In: VEEMAN T.S., SMITH D.W., PURDY B.G., SALKIE F.J., LARKIN G.A., *Science and Practice : Sustaining the boreal forest Proc.* 1999. *Sustainable disturbances on aquatic ecosystems biodiversity.* 139-143.
- PLANAS D., DESROSIERS M., GROULX S.-R., PAQUET S., CARIGNAN R., 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl.2), 136-145.
- PLANAS D., PAQUET S. DESROSIERS M., 2000b. Impacts of watershed disturbances on phytoplankton and periphyton communities. Final Project Report 2000-29. Réseau sur la gestion durable des forêts. Réseau de centre d'excellence. 22 p.
- RASK M.R., ARVOLA L., SALONEN K., 1993. Effects of catchment deforestation and burning on the limnology of a small forest lake in southern Finland. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 25, 525-528.
- PREPAS E.E., PINEL-ALLOUL B., PLANAS D., MÉTHOT G., PAQUET S., REEDYK S., 2001. Forest harvest unpacts on water quality and aquatic biota on the boreal plain: Introduction to the TRULS Lake Program. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58 : 421-436.
- RASK M., NYBERG K., MARKKANEN S.-L., OJALA A., 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Env. Res.*, 3, 75-86.
- SCHINDLER D.W. 1998. A dim future for boreal water and landscapes. *Bioscience*, 48, 157-164.
- STEEDMAN R.J. 2000. Effects of experimental clear-cut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 92-96.
- SAINT-ONGE I., MAGNAN P., 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 165-174.
- WRIGHT R.F., 1976. Impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. *Ecology*, 57, 649-663.
- YAN N.D., 1986. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient-poor Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43, 788-796.